EXAMEN DES RÉSULTATS DE LA PREMIÈRE ANNÉE DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE DES EFFETS SUR LE MILIEU MARIN ASSOCIÉS AU PROJET D'ASSAINISSEMENT DES ÉTANGS DE GOUDRON DE SYDNEY

Contexte

Le 4 février 2011, la Division de l'évaluation environnementale et des grands projets (DEEGP) de Pêches et Océans Canada (MPO) dans la Région des Maritimes a demandé à la Direction des sciences du MPO dans cette même Région de lui donner un avis au sujet des résultats de la première année du Programme de surveillance des effets sur le milieu marin (PSEMM) associés au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney et au sujet des répercussions possibles des travaux de dragage et de remblayage du port de Sydney sur le PSEMM, ces travaux peuvent être entrepris pour appuyer le projet de terminal à conteneurs de Sydport. La demande d'avis scientifique justifie la participation de la Division de l'évaluation environnementale et des grands projets (DEEGP) du MPO, à titre d'expert, au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*. De façon précise, la DEEGP a posé les questions suivantes :

1. Les conclusions de chaque méthode de surveillance des effets sur le milieu marin associés au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney sont-elles valables d'après l'observation des conditions de base et les résultats de la première année de surveillance?

2. Selon les conclusions de cette première année, devrait-on modifier les méthodes utilisées en vue d'améliorer le programme de surveillance?

3. Le projet de dragage et de remblayage du port de Sydney, qui peut être entrepris pour appuyer le projet de terminal à conteneurs de Sydport, est-il susceptible d'influer sur les méthodes et les résultats futurs du Programme de surveillance des effets sur le milieu marin (PSEMM) associés au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney? Faudrait-il continuer d'appliquer telle quelle, modifier ou cesser d'appliquer chaque méthode du PSEMM sur laquelle les travaux de dragage et de remblayage du port de Sydney sont susceptibles d'avoir des effets? S'il fallait y apporter des modifications, lesquelles suggérez-vous?

On a utilisé un processus spécial de réponse des Sciences pour fournir l'avis de la section des Sciences du MPO sur ces questions étant donné l'échéance imposée du 18 février 2011, date à laquelle l'avis devait être présenté. Cet avis scientifique est basé sur les résultats des travaux de recherche de la section des Sciences du MPO qui ont été entrepris dans le port de Sydney, et sur les connaissances acquises dans le cadre du Programme de surveillance des effets sur le milieu marin (PSEMM) associés au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney, au cours de la première année.

Les principales conclusions de cette réponse des Sciences sont les suivantes :

- Les niveaux d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments de surface se sont multipliés par des facteurs de 2 à 10 à tous les sites d'échantillonnage et pour tous les HAP particuliers au cours de la première année du PSEMM par rapport à la phase de préconstruction du Projet d'assainissement des étangs de goudron.

- Les augmentations observées des niveaux d'HAP dans les sédiments, mais pas dans les niveaux de métaux ou de biphényles polychlorés (BPC), indiquent que celles-ci sont liées au transport du site du Projet d'assainissement des étangs de goudron au port par voie maritime ou aérienne. La détection de ces augmentations des HAP dans les sédiments du port démontre la valeur globale et l'utilité du PSEMM.

- La récente augmentation des concentrations d'HAP observées dans les sédiments du port de Sydney est importante sur le plan statistique et dépasse les niveaux des recommandations générales pour la qualité de l'environnement. Cependant, les niveaux élevés d'HAP observés au cours de la première année de la phase d'assainissement sont considérablement inférieurs aux niveaux typiques de la présence de sédiments à l'apogée des activités industrielles des années 1960 à 1980. Une fois que les activités d'assainissement des étangs de goudron de Sydney seront terminées, le confinement naturel ou l'atténuation des concentrations de contaminants dans les sédiments reprendra probablement. Dans ces conditions, la présence accrue des HAP mesurée au cours de la phase d'assainissement serait évidente principalement comme concentration maximale locale consignée dans les données sur les sédiments et aurait des répercussions biologiques minimales.

- On recommande fortement d'amasser et d'analyser les carottes de sédiments en regard de la présence de contaminants à titre de partie intégrante du PSEMM. Le carottage nous permettra de procéder à des analyses canoniques des concentrations d'HAP et révélera les détails de l'historique récent de la contamination en HAP du port. Ces détails fourniront de l'information critique sur la source et l'ampleur des apports récents d'HAP au port et permettront de modéliser de façon plus exacte et réaliste le transport des HAP.

- Les valeurs plus élevées pour les HAP mesurées à plusieurs stations sur des échantillons prélevés par le Slo-Corer par rapport à une benne suggèrent que le Slo-Corer prélève de façon plus efficace les dépôts récents de matières légères de surface. Il faudrait continuer d'utiliser le Slo-Corer (ou un autre appareil semblable) dans le cadre du programme de surveillance, car cette technique assure un contrôle de la qualité et permet de prélever des carottes de sédiments.

- Il est possible que la concentration des HAP dans l'eau ait augmenté à certains endroits. Néanmoins, la caractérisation de cet effet est restreinte par des limites de détection expérimentale, le gauchissement potentiel des résultats de la concentration dans l'eau à certains endroits par la présence de sédiments en suspension dont le niveau de contamination est élevé et d'éventuels problèmes de contrôle de la qualité de l'eau.

- On recommande de comparer des échantillons d'eau filtrée et non filtrée dans le but de déterminer dans quelle mesure les niveaux d'HAP ont été modifiés par la présence de sédiments en suspension hautement contaminés.

- On considère que le protocole d'échantillonnage pour la surveillance des communautés benthiques intertidales ne tient pas adéquatement compte de la variabilité naturelle de chaque site. On recommande d'abandonner cette composante, sous sa forme actuelle. Pour une efficacité maximale, on recommande de modifier le protocole afin d'inclure une reproduction à chaque site suffisamment appropriée pour caractériser entièrement les modèles de variabilité naturelle.

- On recommande de modifier le protocole de préparation des échantillons pour la composante des tissus de crabes afin d'abaisser la limite de détection analytique pour les HAP, en réunissant par exemple les pattes et les pinces de 5 à 10 crabes.

- Les projets de dragage et de construction du terminal auront des répercussions importantes sur les communautés benthiques à cause de la production de panaches de turbidité dus au transport des particules dans le bras sud. On recommande la surveillance continue des communautés benthiques pour établir de nouvelles données de référence environnementales après le dragage. Avec ces données, on pourra évaluer les futurs effets de l'assainissement des étangs de goudron.

- Étant donné que les sédiments qui doivent être excavés sont principalement de la vase et du sable, et qu'ils se distinguent par des niveaux faibles de contaminants, on prévoit que le transport de contaminants dû au dragage sera minimal dans l'arrière-port. Le principal effet sera d'enfouir les sédiments de surfaces hautement contaminés avec des matières à plus gros grains moins contaminées afin d'assainir davantage les sédiments de l'arrière-port.

- On recommande l'abandon de l'étude des bivalves en cage et de l'échantillonnage des tissus de crabes pendant le dragage, mais de reprendre ces activités par la suite.

- Afin de pouvoir procéder aux activités de dragage, on propose de déplacer les sites d'échantillonnage 2-1, 2-2 et 2-3 sur le côté est du port.

- On considère qu'il est peu probable que les activités de dragage ou de construction du terminal à conteneurs produisent des signaux environnementaux qui nuisent à l'interprétation des résultats de surveillance à plus long terme pour le projet d'assainissement des étangs de goudron.

- On recommande la poursuite du PSEMM en dépit de toute perturbation environnementale associée aux projets de dragage et de construction du terminal. Plus particulièrement, il faudrait continuer de surveiller la tendance des niveaux accrus d'HAP dans les sédiments associés à l'assainissement des étangs de goudron et il faudrait caractériser entièrement les effets biologiques connexes.

Contexte

Avant le lancement du Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney, une commission a examiné et approuvé ce projet en application de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (voir l'évaluation n° 05-05-8989 dans le Registre canadien d'évaluation environnementale pour obtenir plus de précisions sur l'évaluation environnementale « Projet d'assainissement des étangs de goudron et du site des fours à coke de Sydney »). La commission a recommandé qu'un programme soit mis en place pour surveiller à long terme les changements dans l'environnement du port de Sydney au fur et à mesure de

l'avancement de l'assainissement des étangs de goudron. Le gouvernement du Canada a accepté en principe cette recommandation et a demandé au MPO de fournir un avis d'expert sur la composante maritime du programme de surveillance connue sous le nom de Programme de surveillance des effets sur le milieu marin.

En janvier 2011, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (TPSGC), responsable fédéral de la gestion du programme de surveillance lié au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney, a informé le Comité de gestion de l'environnement de son intention d'annuler le PSEMM. TPSGC justifie cette décision éventuelle par le fait que les résultats obtenus jusqu'ici révèlent que le Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney a eu peu d'effets néfastes, voire aucun, sur l'état du milieu marin du port de Sydney par rapport aux conditions de base qui y régnaient avant le projet.

TPSGC estime aussi que les travaux de dragage et de remblayage proposés pour le port de Sydney en vue d'appuyer le projet de terminal à conteneurs de Sydport risquent d'avoir une incidence sur les méthodes du PSEMM, ce qui rendra difficile l'interprétation des résultats futurs du PSEMM (voir l'évaluation n° 08-01-40366 dans le Registre canadien d'évaluation environnementale pour obtenir plus de précisions sur l'évaluation environnementale « Approfondissement du chenal d'accès du port de Sydney et terminal à conteneurs de Sydport proposé »). Ce projet a de nouveau été inscrit au Registre canadien d'évaluation environnementale en raison de l'identification d'un nouvel élément déclencheur en vertu de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, sous l'évaluation environnementale n° 10-01-59106).

En tant qu'autorité fédérale spécialisée chargée de donner des conseils sur le PSEMM, la DEEGP de la Région des Maritimes a demandé à la Direction des sciences du MPO de cette même Région de lui donner un avis au sujet des résultats de la première année du programme de surveillance et sur l'abandon proposé du PSEMM en raison du projet de dragage dans le port de Sydney. L'avis de la Direction des sciences du MPO sera communiqué à TPSGC et au Comité de gestion de l'environnement du Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney. La décision de mettre fin au volet maritime du programme de surveillance du Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney appartient à TPSGC.

Analyse et réponse

Le Programme de surveillance des effets sur le milieu marin (PSEMM) associés au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney vise à répondre aux principales préoccupations concernant la contamination du port de Sydney pouvant découler des efforts d'assainissement des étangs de goudron. Les premiers résultats de surveillance de la première année associés à la phase de construction du projet d'assainissement des étangs de goudron sont décrits dans le rapport final sur la première année de surveillance marine du projet d'assainissement et de construction (Dillon Consulting, 2011). Cet examen scientifique de l'ébauche du rapport (le rapport) de Dillon Consulting (2011) abordera les cinq principaux éléments du programme de surveillance maritime des étangs de goudron : 1) qualité des eaux marines; 2) composition et qualité des sédiments; 3) bivalves élevés en cage; 4) tissus des crabes; 5) évaluation de la communauté benthique. Les questions posées par la DEEGP seront traitées consécutivement en mettant l'accent sur chaque section du rapport.

1. Les conclusions de chaque méthode de surveillance des effets sur le milieu marin associés au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney sont-elles valables d'après l'observation des conditions de base et les résultats de la première année de surveillance?

La réponse à cette question et l'analyse scientifique suivantes sont organisées conformément aux sous-sections de l'ébauche du rapport sur la première année de surveillance marine du projet d'assainissement et de construction (Dillon Consulting, 2011) :

4.1 Qualité des eaux marines

Le rapport indique ce qui suit :

> *À l'exception du phénanthrène, de l'anthracène, du fluoranthène et du pyrène, les concentrations d'HAP étaient inférieures aux limites de détection en laboratoire dans toutes les zones d'évaluation (les LDR [limites de détection rapportées] variaient entre 0,01 et 0,05 L/L). Pour les concentrations d'HAP supérieures aux limites de détection, les valeurs les plus élevées ont été principalement observées dans la zone 1 (les échantillons ont été souvent prélevés par l'échantillonneur composite permanent situé près du ruisseau Muggah et on a également prélevé des échantillons à la main aux stations marines de la zone 1). Ces constatations sont comparables aux constatations de la phase de préconstruction et aux constatations de base* (Dillon Consulting, 2011, p. 36).

Les concentrations rapportées de pyrène, de phénanthrène et de fluoranthène dans l'eau (Dillon Consulting, 2011, tableau 4-2) dans la zone 1 (la zone la plus proche du site d'assainissement) sont légèrement élevées en ce qui concerne les résultats de surveillance de la première année associés à la phase de construction, par rapport aux résultats de la phase de préconstruction et aux résultats de base. Il est difficile de déterminer l'ampleur de l'augmentation, car cela dépend de la méthode utilisée pour évaluer les mesures inférieures à la limite de détection.

Il est difficile de comprendre la portée des valeurs moyennes et autres paramètres indiqués dans les tableaux 4-3 à 4-6, car la méthodologie utilisée pour évaluer les valeurs inférieures à la limite de détection n'est pas clairement précisée.

Les valeurs de certains HAP (p. ex. le fluoranthène; tableau 4-7; figure 4-16) pour l'échantillonnage permanent de Battery Point ont un peu augmenté au cours de la période de construction de la première année.

Bien que les niveaux d'HAP dans les colonnes d'eau après l'assainissement soient toujours légèrement supérieurs aux valeurs de la phase avant l'assainissement, il faut noter ces hausses apparentes, car elles peuvent indiquer une tendance à plus long terme.

On doit noter que les HAP à quatre anneaux tels que le pyrène sont produits par combustion incomplète et sont solubles dans la phase aqueuse. La présence de pyrène dans les échantillons d'eau est probablement due à la présence de sédiments remis en suspension dans les échantillons d'eau non filtrée. L'absence d'un protocole de filtrage peut empêcher l'obtention de concentrations d'HAP dissous dans l'eau, car les échantillons d'eau peuvent contenir des

quantités de traces de sédiments (possiblement très concentrées en HAP réactifs aux particules). De plus, du point de vue des risques environnementaux, il est également important de connaître les niveaux de contaminants dans la phase particulaire, car différents biotes (p. ex. les organismes filtreurs) font la distinction entre les phases aqueuse et particulaire dans leur alimentation.

4.2 Composition et qualité des sédiments

4.2.1 Échantillons au hasard

Les résultats de surveillance de la première année pour les sédiments de surface (tableau 4-9) indiquent que les concentrations d'HAP se sont multipliées par des facteurs de 2 à 10 comparativement aux niveaux de la phase de préconstruction. On observe ces augmentations à tous les sites d'échantillonnage et elles sont apparentes pour chaque HAP. Dans plusieurs cas, les concentrations accrues d'HAP ont des concentrations de sédiments élevées supérieures à la fourchette des effets moyens (FEM). Par définition, les organismes présents dans les sédiments qui excèdent la FEM seront très probablement négativement touchés par la présence d'un contaminant (Jones *et al.*, 1997). Ces résultats laissent entendre qu'il y a eu un rejet d'HAP important sur le plan statistique dans le port de Sydney au cours de la phase de construction du projet d'assainissement des étangs de goudron. Cependant, la préoccupation principale est de déterminer les sources et les mécanismes de transport pour ce qui est des apports d'HAP.

Le rapport indique ce qui suit :

> *L'augmentation des concentrations totales d'HAP dans les sédiments de surface au cours de la période de surveillance de la première année aurait pu se produire en raison des rejets sur place dus aux travaux d'assainissement dans la zone des étangs de goudron de Sydney, mais la marque prévue d'une source ponctuelle telle que les étangs de goudron de Sydney aurait abouti à une augmentation plus localisée des concentrations d'HAP dans les sédiments (p. ex. dans les sites de la zone 1), plutôt que dans tous les sites, comme le montrent nos résultats* (Dillon Consulting, 2011, p. 78).

Toutefois, la figure 4-34 indique un gradient décroissant de concentrations d'HAP selon la distance avec les étangs de goudron, à l'exception des niveaux anormalement élevés à la station 2-1. Ce gradient de concentration décroissant est également noté (correctement) à la page 77 du rapport : « les concentrations totales d'HAP dans les sédiments de surface diminuent nettement avec l'augmentation de la distance à partir du ruisseau Muggah, les concentrations d'HAP les plus basses (moins de 5 µg/g) ayant été relevées aux deux stations en champ lointain de la zone 3, dans le bras nord-ouest (Dillon Consulting, 2011, p. 77). Cette baisse des concentrations d'HAP avec la distance en partant du ruisseau Muggah coïncide avec le fait que les étangs de goudron de Sydney sont la source des apports récents au port.

Le rapport indique également ce qui suit : « *une explication possible de l'augmentation des concentrations totales d'HAP dans les sédiments de surface à toutes les stations au cours de la surveillance pendant la première année pourrait être la remise en suspension ou l'émersion de sédiments contaminés auparavant déposés dans le port à la suite d'une grosse tempête* » (Dillon Consulting, 2011, p. 78). Toutefois, le rapport indique que les concentrations de métaux ne sont pas très différentes après la construction, comparativement à celles décelées dans les échantillons de sédiments de surface prélevés avant la construction. Étant donné que les concentrations d'HAP et de métaux (plomb, arsenic), déterminés comme contaminants de

l'industrie de l'acier, covarient fortement dans les sédiments du port (Smith *et al.*, 2009), l'absence d'augmentations observées dans ces métaux au cours de la phase d'échantillonnage de la première année indique que la redistribution des sédiments déjà déposés dans le port n'est pas considérée comme la source des niveaux accrus d'HAP. Au lieu de cela, ces rejets proviennent probablement des sédiments des étangs de goudron dans lesquels les concentrations de métaux sont proportionnellement plus bas, comparativement aux concentrations d'HAP.

Le transport des HAP vers le port depuis les étangs de goudron de Sydney pourrait se faire par voie maritime ou aérienne. Une quantité considérable d'équipement lourd a été employée dans les travaux d'assainissement et malgré les efforts acharnés pour maintenir la propreté des véhicules et éviter la dispersion atmosphérique des contaminants, des HAP seront inévitablement transportés vers le port par voie aérienne. Les résultats du contrôle de la pollution atmosphérique pour les étangs de goudron (ALL-TECH Environmental Services, 2011) indiquent des niveaux très élevés d'HAP au niveau des limites du site les plus proches du port au cours de la phase de construction de la première année, comparativement aux niveaux avant les travaux. Le transport des HAP par voie aérienne vers le port permet d'expliquer la contamination répandue observée au cours de la phase de surveillance de la première année, même dans les stations en champ lointain plus éloignées de la zone 3.

De façon similaire, malgré la fermeture de l'estuaire du ruisseau Muggah, les eaux de ruissellement provenant du bassin transporteront probablement des HAP jusqu'au port. Le rapport indique que le modèle de bilan de masse (annexe H) montre que les flux calculés des HAP des étangs de goudron de Sydney, basés sur l'échantillonnage des colonnes d'eau à Battery Point, sont insuffisamment faibles, de presque un ordre de grandeur, pour justifier les augmentations d'HAP observées dans les sédiments du port pour la première année. Il est difficile de prélever quantitativement de la matière particulaire à l'aide des bouteilles d'échantillonnage d'eau dans les régimes hydrologiques dynamiques en raison du bref temps de séjour de la matière en suspension dans la colonne d'eau. Par conséquent, il est probable que l'inventaire des HAP réactifs aux particules quittant le ruisseau Muggah ait été sous-échantillonné. Le modèle de bilan de masse est abordé de façon plus détaillée ci-dessous sous l'intitulé Annexe H.

Commentaires particuliers :

Le rapport indique ce qui suit : *« des concentrations d'HAP ont été détectées dans chaque zone d'évaluation du port de Sydney et elles étaient supérieures aux résultats de base, mais les concentrations absolues étaient très faibles »* (Dillon Consulting, 2011, p. 74).

Cet énoncé semble contredire la figure 4-34 qui montre que les concentrations d'HAP dépassent la FEM à plusieurs stations Un énoncé similaire concernant les biphényles polychlorés (BPC) et les métaux dans les paragraphes suivants est correct :

> *Dans l'ensemble, les fourchettes de concentrations totales d'HAP dans les sédiments de surface mesurées dans le port de Sydney en 2009 et en 2010 (de 1,4 à 64,9 µg/g) étaient de plusieurs ordres de grandeur inférieurs aux fourchettes (de 200 à 500 µg/g) déterminées par Smith et al. (2009) à partir des géochronologies de carottes de sédiments qui représentaient les concentrations totales d'HAP des années 1960 à 1980* (Dillon Consulting, 2011, p. 78).

et :

> *Des comparaisons additionnelles à nos données de surveillance ont été faites en utilisant les concentrations totales d'HAP dans les sédiments de surface (de 0 à 0,5 cm et de 0 à 1 cm) prélevés en 1999 et 2000 dans les carottes par Smith et al. (données non publiées). On a constaté que ces concentrations étaient plus élevées de plusieurs ordres de grandeur lorsqu'elles étaient comparées entre les emplacements approximatifs de sept stations utilisées dans cette étude : 1-1, 1-2, 1-3, 1-4, 2-2, 3-1 et 3-2* (Dillon Consulting, 2011, p. 78).

Dans chaque cas, il est plus exact de dire que les résultats trouvés par Smith *et al.* (2009) étaient supérieurs d'un ordre de grandeur (et non plusieurs ordres de grandeur).

Le rapport indique ce qui suit : « *les augmentations de concentrations d'HAP dans les sédiments du port au cours de la première année sont très probablement une déviation passagère prévisible dans la tendance générale des concentrations d'HAP décroissantes qui ont été signalées par d'autres* » (Dillon Consulting, 2011, p. 78).

L'augmentation des concentrations d'HAP est prévisible si les travaux d'assainissement de la première année dans les étangs de goudron sont la cause précise des apports d'HAP dans le port. L'augmentation des concentrations d'HAP déposés dans les sédiments de surface au cours de la phase de construction des travaux d'assainissement sera probablement éliminée par l'assainissement naturel et le recouvrement des sédiments une fois que le projet d'assainissement des étangs de goudron sera achevé.

Le rapport indique ce qui suit : « *il est également possible que les résultats de l'échantillonnage des sédiments de référence de 2009 aient pu être exceptionnellement bas en raison de l'enfouissement d'une quantité moindre de sédiments, causé une fois de plus par de grosses tempêtes* » (Dillon Consulting, 2011, p. 79).

Tandis que cette possibilité ne peut être écartée, il serait étonnant que tous les différents régimes de sédiments dans le port soient touchés simultanément de la même façon.

Le rapport indique ce qui suit : « *Un autre facteur de complication dans la variation des concentrations totales d'HAP peut être la présence de poussier observée dans certains échantillons de sédiments, en particulier dans ceux qui ont été prélevés à proximité du quai de déchargement du charbon de Whitney Pier qui est situé à environ 400 m de l'embouchure du ruisseau Muggah* » (Dillon Consulting, 2011, p. 79).

Rien ne prouve, dans ce rapport ou ailleurs, que le quai de déchargement du charbon de Whitney Pier ait contribué de façon importante aux concentrations d'HAP dans le port de Sydney. Le chargement et le transport du charbon produisent généralement beaucoup moins de contamination en HAP que la combustion du charbon. Les méthodes permettant de déterminer s'il existe d'autres sources possibles d'HAP (Stout et Emsbo-Mattingly, 2008) comprennent l'évaluation des modèles d'empreintes générés par des biomarqueurs tels que les hopanes et les stéranes. Les profils uniques générés par ces éléments peuvent aider à différencier les sources possibles d'HAP. S'il existe des preuves d'autres sources d'HAP, cette technique est la meilleure option. Dans le cas contraire, on doit conclure que la principale source d'HAP dans cette région est le goudron de houille.

Le rapport indique ce qui suit : « *Par conséquent, la détection de ces changements démontre l'efficacité de ce programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement* » (Dillon Consulting, 2011, p. 80).

La détection de ces changements démontre la portée et l'exhaustivité du programme; son efficacité dépend de sa capacité à caractériser de façon précise la source des HAP et les répercussions biologiques potentielles.

Le rapport indique ce qui suit : *« les apports historiques de contaminants métalliques dans le port provenaient probablement de sources atmosphériques générées par la combustion du charbon lorsque l'installation de cokéfaction et d'acier était en activité (communication personnelle de J. Smith en date du 17 mars 2011)* (Dillon Consulting, 2011, p. 84).

Ce commentaire se rapporte à certains contaminants seulement (p. ex. le plomb et l'arsenic). L'argent, par exemple, provient principalement des eaux de ruissellement et du rejet d'eaux usées.

4.2.2 Échantillons de sédiments prélevés par le Slo-Corer

La comparaison des résultats pour les sédiments prélevés par le Slo-Corer et ceux prélevés par la benne laisse entendre que le Slo-Corer est plus efficace que la benne pour prélever la couche de sédiments de surface floconneuse et chargée en contaminants qui s'est déposée le plus récemment. En supposant qu'il y ait eu une récente augmentation des concentrations d'HAP dans les sédiments au cours de la dernière année, comme l'indiquent les résultats pour les sédiments dans une autre section du rapport, cette augmentation aurait alors tendance à se concentrer dans la couche floconneuse de surface. Les valeurs plus élevées pour les HAP mesurées aux stations 4-1 et 1-3 sur des échantillons prélevés par le Slo-Corer par rapport à une benne suggèrent que le Slo-Corer prélève de façon plus efficace les dépôts récents de matières légères de surface. L'absence d'une augmentation des concentrations d'HAP mesurées par le Slo-Corer à la station 1-2, comparativement à la benne, peut venir du fait que les niveaux d'HAP sont élevés dans cette station qui est plus proche de l'embouchure du ruisseau Muggah que les autres stations. De plus, les couches floconneuses sont facilement remises en suspension et transportées par des courants faibles et peuvent se déplacer en direction du courant moyen. Dans les zones où la contrainte de cisaillement était faible (moins de 0,04 Pa), les couches floconneuses peuvent se déposer et commencer à s'intégrer dans les sédiments eux-mêmes pendant le processus de consolidation.

Commentaires particuliers :

Le rapport indique ce qui suit : « *De façon générale, les deux méthodes d'échantillonnage ne sont pas considérées comme étant différentes, ce qui veut dire que le Slo-Corer n'est pas nécessairement une amélioration par rapport à l'utilisation minutieuse de la benne dans les conditions actuelles dans le port de Sydney* » (Dillon Consulting, 2011, p. 89).

Les concentrations semblables de métaux et de BPC observées dans des échantillons prélevés par le Slo-Corer et la benne indiquent que les deux appareils prélèvent des échantillons représentatifs de la couche supérieure de sédiments de quelques centimètres. Néanmoins, les résultats pour les concentrations de métaux et de BPC ne reflètent pas l'efficacité du prélèvement de la couche floconneuse. Il n'y a aucun signe d'apports récents de ces contaminants dans le système et, en conséquence, la couche floconneuse ne sera pas particulièrement enrichie de ces contaminants. Le rapport appuie l'hypothèse que le Slo-Corer prélève probablement la couche floconneuse de surface plus efficacement que la benne, ce qui peut rendre l'énoncé ci-dessus quelque peu équivoque.

4.3 Mollusques bivalves élevés en cage

Commentaires particuliers :

Page 96 – Des estimations de la variance (niveaux de confiance de 95 % de préférence) devraient être fournies pour les données sur les moules (et autres). En outre, les profondeurs d'eau et de déploiement des cages à moules devraient être fournies pour chaque site.

Page 101 – La raison de la transformation variable avant analyse de la covariance n'est pas claire. De même, on ne sait pas vraiment si une série comparable d'analyses (voir le tableau 4-22) ont été effectuées sur un sous-ensemble de moules avant le déploiement. Cette comparaison est nécessaire pour déterminer si les changements observés étaient dus aux cages à moules déployées ou aux différences entre les quatre sites de déploiement.

Page 103 – On considère que la méthodologie expérimentale est inadéquate pour bien évaluer les effets de la pollution. Par exemple, si les moules des sites 3 et 4 sont plus lentes à se reproduire ou ont moins de nourriture en raison de leur emplacement, ceci modifiera le poids corporel (figure 4-38), le poids du manteau (figure 4-39 et tout autre indice connexe ou indice des conditions.

Page 105 – On considère que la prudence d'Environnement Canada est appropriée; toutefois, on ne devrait pas exclure l'utilisation de l'analyse statistique. Par exemple, la description qualitative des données dans les figues 4-40 et 4-41 est insuffisante.

Page 106 – La survie est un indicateur médiocre dans les essais de toxicité, sauf dans les circonstances les plus extrêmes (graves). L'absence de différences dans la survie des moules entre les stations ou les zones d'évaluation indique clairement l'absence d'effets aigus non chroniques, ce sur quoi cette évaluation devrait mettre l'accent.

Le rapport indique ce qui suit : « *il semble qu'il n'y ait pas de différence évidente entre les moules juvéniles déployées dans les stations de référence et celles des autres stations* » (Dillon Consulting, 2011, p. 108). La transformation logarithmique des données figurant sur l'axe des ordonnées fait qu'il est difficile de déceler des différences entre les mesures. On recommande d'utiliser des comparaisons statistiques pour faire des évaluations quantitatives.

Page 112 – On ne sait pas vraiment où figurent les données sur le diamètre des œufs dans le rapport.

4.4 Tissus de crabes

Commentaires particuliers :

Le rapport indique ce qui suit : « *il semble qu'il y ait une légère augmentation des concentrations de BPC au cours de la première année dans les trois stations de champ proche* » (Dillon Consulting, 2011, p. 115). Afin de s'assurer que des comparaisons statistiques des paramètres sont effectuées dans tout le site et pendant la période d'échantillonnage, le recours à des analyses de la variance à deux critères de classification devrait être envisagé. Ce type d'analyse permettrait d'appuyer scientifiquement les résultats en cas d'examen.

Les concentrations d'HAP étaient inférieures à la limite de détection pour les tissus de crabes, dans les conditions avant et après les travaux. Par conséquent, il n'a pas été possible de déterminer s'il existait une tendance temporelle dans la contamination des tissus de crabes.

Cependant, il faut noter que les HAP sont des éléments liposolubles et par conséquent, il est peu probable qu'on les trouve dans les pinces et les pattes des crabes. Ces éléments sont plus susceptibles de s'accumuler et de se trouver dans les glandes digestives (tissu adipeux) des crabes.

4.5 Évaluation de la communauté benthique

4.5.1. Évaluation des communautés benthiques infratidales

Le rapport fournit essentiellement une description qualitative de plusieurs aspects des communautés benthiques subtidales, notamment l'abondance, la biomasse, la diversité et la richesse. Ces paramètres et la conception expérimentale sont appropriés pour la détection des changements de la structure des communautés benthiques liés au projet d'assainissement des étangs de goudrons. Les renseignements fournis dans le rapport indiquent que les différences entre les paramètres des communautés benthiques parmi les stations et les années d'échantillonnage sont apparentes. Cependant, le manque de données concernant l'évaluation des communautés benthiques empêche d'effectuer une évaluation essentielle des ces conclusions. Les figures et les tableaux des données doivent être fournis dans le rapport. Certaines valeurs relatives à la biomasse, à l'abondance et à la diversité à chaque station sont fournies dans le texte; toutefois, les données sont fournies sans estimation de la variance. On ne parvient pas vraiment à savoir si ces valeurs sont des moyennes des cinq échantillons à chaque station ou des sommes des cinq stations. Chose plus importante encore, aucune indication de variabilité environnementale n'est donnée. L'absence de données dans ce rapport pour cette composante rend difficile le fait de faire des commentaires sur les résultats.

Les comparaisons qui stipulent que les paramètres varient entre les stations, car un nombre est supérieur à l'autre, ne sont pas considérées comme étant informatives en l'absence de variance parmi les réplicats. Les communautés benthiques des sédiments meubles varient fortement dans l'espace et une réplique adaptée est nécessaire pour refléter cette caractéristique. Une bonne estimation de la variabilité parmi les réplicats est essentielle lorsque l'on fait des comparaisons entre les stations et les années d'échantillonnage. Des données sont disponibles pour le faire. Le rapport indique que les analyses statistiques parmi les stations et les années présentaient des différences statistiques; toutefois, aucune analyse statistique n'est à signaler. Le rapport serait meilleur si les résultats de toutes les analyses statistiques achevées étaient présentés, et si les figures et les tableaux des données étaient fournis, au lieu de la description générale actuelle. Cela permettrait de faire un examen complet et exhaustif des données et, chose encore plus importante, d'évaluer les changements observés au cours du temps.

4.5.2. Évaluation des communautés benthiques intertidales des rivages rocheux

Cette section du rapport comprend toutes les données pertinentes fournies. Cependant, comme cela a déjà été stipulé dans une réponse des Sciences du ministère des Pêches et des Océans au rapport de surveillance initiale des étangs de goudron (MPO, 2010), la conception environnementale déployée à chaque site n'est pas adaptée pour la détection des changements dans les communautés benthiques intertidales au fil du temps ou parmi les stations. L'échantillonnage des sous-sections d'un quadrat ne fournit par de réplicats indépendants qui reflètent de manière adéquate la variabilité naturelle à chaque site.

5.0 Résumé des résultats de la surveillance pendant la première année de construction

5.2 Évaluation des possibles sources de variation des HAP dans les sédiments

Le rapport décrit plusieurs hypothèses pour expliquer la hausse des concentrations d'HAP dans les sédiments au cours de la première année de la phase d'assainissement des étangs de goudron de Sydney. Bien que la plupart aient été traitées dans la section 4.2, des commentaires précis supplémentaires sont émis ici.

Page 139 – Hypothèse 2. Le rapport laisse entendre qu'il est peu probable que la hausse des charges sédimentaires provienne des étangs de goudron, car *« un calcul du bilan massique et des écoulements... a estimé de manière indépendante qu'environ 100 kg/an d'HAP auraient quitté le ruisseau Muggah en 2010, ce qui est bien inférieur aux 777 kg d'écoulements estimés par JDAC (2002), et bien inférieur à ce qui serait nécessaire pour causer une hausse des concentrations d'HAP au cours de la première année »* (Dillon Consulting, 2011, p.139).

La modélisation du bilan massique est un outil utile; toutefois, les incertitudes associées aux résultats sont plutôt grandes. En outre, ce calcul est basé sur la surveillance de la colonne d'eau qui ne permettrait pas de faire l'échantillonnage précis de l'ensemble de l'inventaire des HAP qui quittent le site des étangs de goudron. Cette modélisation est traitée plus en détail dans l'annexe H ci-dessous.

Page 140 – Hypothèse 3. Le rapport laisse entendre que les apports aériens d'HAP issus des étangs de goudron sont peu probables, car (1), *« le programme de contrôle de la pollution atmosphérique des étangs de goudron n'aurait pas détecté les concentrations d'HAP dans l'air excédant les lignes directrices sur la santé humaine »* et (2) que, *« les concentrations de la colonne d'eau seraient nettement élevées pendant une période prolongée, ce qui contredit les données sur la qualité de l'eau »* (Dillon Consulting, 2011, p.140).

Comme cela est décrit dans la section 4.1, les résultats du contrôle de la pollution atmosphérique pour les étangs de goudron (ALL-TECH Environmental Services, 2011) indiquent des niveaux très élevés d'HAP au niveau des limites du site pour les échantillons recueillis au cours de la phase de construction de la première année, comparativement aux niveaux avant les travaux. Même si ces niveaux n'ont pas dépassé les lignes directrices sur la santé humaine, ils peuvent tout de même contribuer de manière significative aux inventaires des HAP dans les sédiments du port. En ce qui concerne le point (2), le dépôt d'HAP associés aux particules dans la colonne d'eau par l'intermédiaire des voies aériennes serait difficile à détecter en effectuant une surveillance de l'eau en raison du très faible temps de séjour de ces particules dans l'eau.

On recommande d'effectuer un calcul du bilan massique en utilisant des données de contrôle de la pollution atmosphérique et des valeurs documentaires des vitesses de dépôt des HAP afin de déterminer si la voie aérienne est une source importante de pollution pour les sédiments du port de Sydney.

Page 140 – Hypothèse 4. Le rapport laisse entendre que *« les concentrations d'HAP dans les sédiments ont augmenté – Cette hausse était due à des données anormalement basses en 2009 plutôt qu'à des apports supplémentaires »* (Dillon Consulting, 2011, p.140). Cette hypothèse est la seule pour laquelle aucune hausse récente des concentrations d'HAP dans la colonne d'eau n'est nécessaire. Bien qu'il y ait des preuves de certains affaissements et transports de turbidité dans les sédiments du port de Sydney, le type d'affaissement à grande

échelle nécessaire pour que cette hypothèse soit vérifiée serait un événement extrêmement rare, comme le reconnaît le rapport.

Pages 140 et 141 – Hypothèses 5 et 6. Ces hypothèses laissent entendre que les niveaux élevés d'HAP sont associés à la nouvelle suspension de sédiments sous-jacents plus hautement contaminés qui se sont déposés au cours de la période d'apport élevé d'HAP dans les années 1960 à 1980. En plus de ces HAP, les sédiments sous-jacents sont également enrichis en métaux tels que le plomb et l'arsenic qui se sont déposés au même moment avec les HAP. Toutefois, la hausse des concentrations d'HAP observée en 2010 n'a pas été accompagnée par une hausse des concentrations de métaux. Les étangs de goudrons sont la seule source d'HAP dans la région où des niveaux élevés d'HAP ne sont pas accompagnés par des concentrations proportionnellement élevées de métaux. Par conséquent, les étangs de goudron représentent probablement la source de contamination récente dans le port de Sydney.

Pages 142 à 145 – Hypothèses 7 à 14. Ces hypothèses laissent toutes entendre que les niveaux élevés d'HAP mesurés au cours de la première année de la phase d'assainissement du projet étaient dus aux apports de sources (zones de stockage du charbon, eaux d'égout, parcs de stockage, écoulements urbains, etc.) autres que le site d'assainissement des étangs de goudron. Bien qu'il y ait certainement de nombreuses sources d'HAP pour le port de Sydney, notamment celles mentionnées dans le rapport, aucune justification n'explique la raison pour laquelle ces sources commenceraient soudainement à provoquer une contamination majeure dans tout le port de Sydney à partir de 2010. Le seul événement important majeur connu associé à des sources d'HAP pour le port de Sydney qui a eu lieu en 2010 était le commencement des activités d'assainissement dans les étangs de goudron. En l'absence de preuves irréfutables du contraire, il est raisonnable de conclure que ces activités d'assainissement sont responsables des niveaux élevés de sédiments dans le port. Le problème principal qui n'est pas résolu est la nature exacte du mécanisme de transport.

Annexe H

Le calcul du bilan massique présenté dans cette section est bénéfique, car il donne une idée de l'ampleur des différents apports et inventaires de sédiments. Toutefois, un certain nombre d'estimations de paramètres auraient été sous-estimées ou surestimées. Par exemple, les concentrations d'HAP aux stations 3-1 et 3-2 ne sont probablement pas représentatives de toute la zone 3. Les sédiments deviennent des sédiments avec des grains bien plus gros dans les régimes sédimentaires de l'avant-port et les concentrations d'HAP seront bien plus basses dans ces sédiments plus sableux de l'avant-port. Par conséquent, les inventaires d'HAP ont certainement été surestimés dans la zone 3. L'hypothèse selon laquelle la couche de surface de 1 cm de sédiments représente une année de dépôt est également considérée comme étant problématique. En cas de grand afflux de matériaux, les sédiments récemment contaminés pourraient atteindre une épaisseur de plusieurs centimètres ou plus, auquel cas, l'inventaire d'HAP aura été sous-estimé. En revanche, si la vitesse de sédimentation est très basse (< 0,4 cm/a) à un emplacement donné, les inventaires d'HAP auront été surestimés.

Une autre préoccupation relative au calcul du bilan massique est la difficulté associée à l'identification des apports soufflés d'HAP réactifs aux particules vers le port. L'échantillonnage d'eau à Battery Point est basé sur des échantillons composites (40 mL recueillis chaque heure pendant 24 heures); par conséquent, un apport soufflé d'HAP peut être facilement manqué. De plus, les matériaux saturés d'HAP et réactifs aux particules peuvent voyager plus près de l'interface aquatique des sédiments qui peut être échantillonnée de manière plus efficace à l'aide de bouteilles d'échantillonnage de l'eau sans recueillir de sédiments remis en suspension.

L'échantillonnage d'eau avec des bouteilles est efficace pour déterminer le transport des composants dissous, mais donne des résultats très mitigés lorsqu'il est appliqué au transport de contaminants réactifs aux particules.

À cet égard, un exercice de sensibilité qui fournirait une estimation des incertitudes liées au calcul du bilan massique est recommandé. Néanmoins, la surveillance de l'eau à l'entrée du ruisseau Muggah ne semble pas s'appliquer à un flux suffisamment grand d'HAP, ce qui peut expliquer les inventaires de sédiments dans le port de Sydney.

Résumé

Les composantes du Programme de surveillance des effets sur le milieu marin (PSEMM) dans le port de Sydney offrent une surveillance efficace, car elles déterminent les modifications apportées dans les champs de contaminants durant la première année de la phase de construction du projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney. La hausse des concentrations d'HAP par des facteurs de 2 à 10 dans les sédiments du port par rapport aux niveaux initiaux avant la construction indique un transport maritime ou aérien des HAP à partir du site d'assainissement des étangs de goudron de Sydney. Cependant, le rapport laisse entendre qu'il y a d'autres explications à l'augmentation des niveaux d'HAP dans les sédiments. Ces discussions ne sont pas considérées comme étant convaincantes pour les raisons expliquées ci-dessus. La mesure du profil de concentration d'HAP dans les carottes de sédiments aiderait à résoudre ce problème.

Les valeurs plus élevées pour les HAP mesurées à plusieurs stations sur des échantillons prélevés par le Slo-Corer par rapport à une benne suggèrent que le Slo-Corer prélève de façon plus efficace les dépôts récents de matières légères de surface. Le Slo-Corer est considéré comme étant un appareil plus fiable pour recueillir les sédiments de surface par rapport à la benne, et on recommande de continuer à l'utiliser dans le cadre du programme de surveillance. Si les défis logistiques excluent l'utilisation d'un Slo-Corer, alors on recommande d'utiliser un carottier à gravité plus simple.

La récente augmentation des concentrations d'HAP observées dans les sédiments du port de Sydney est importante sur le plan statistique et dépasse les niveaux des recommandations générales pour la qualité de l'environnement. Cependant, les niveaux élevés d'HAP observés au cours de la première année de la phase d'assainissement sont considérablement inférieurs aux niveaux typiques de la présence de sédiments à l'apogée des activités industrielles des années 1960 à 1980 (Smith *et al.*, 2009). Une fois que les activités d'assainissement des étangs de goudron de Sydney seront terminées, le confinement naturel ou l'atténuation des concentrations de contaminants dans les sédiments reprendra probablement. Si cela s'avère être le cas, la présence accrue d'HAP mesurée au cours de la phase d'assainissement serait évidente principalement comme concentration maximale locale consignée dans les données sur les sédiments et aurait des répercussions biologiques minimales.

On recommande l'application d'un modèle de bilan de masse aux résultats de la surveillance aérienne des étangs de goudron de Sydney afin de déterminer si le transport aérien d'HAP à partir du site d'assainissement des étangs de goudron de Sydney peut être pris en compte dans l'augmentation de la contamination sédimentaire de la première année dans le port.

À titre de mise en garde, on signale que certains échantillons de contrôle de la qualité de l'eau n'atteignaient pas les objectifs de qualité des données de laboratoire dans la section 4.5 (échantillons de contrôle de la qualité en laboratoire) de Dillon Consulting (2009). Cela laisse entendre que certaines mesures de la qualité de l'eau n'ont pas été évaluées correctement.

La conception expérimentale du programme de surveillance des communautés benthiques infratidales semble appropriée; toutefois, l'absence de données dans le cadre de cette composante du rapport rend difficile l'émission de commentaires constructifs sur les résultats. La conception environnementale de la composante intertidale de la surveillance des communautés benthiques est jugée défectueuse, étant donné que l'on considère que le protocole d'échantillonnage ne peut probablement pas capter la variabilité naturelle à chaque site.

2. Selon les conclusions de cette première année, devrait-on modifier les méthodes utilisées en vue d'améliorer le programme de surveillance?

La réponse des Sciences à cette question et l'analyse scientifique suivantes sont organisées conformément aux sous-sections de l'ébauche du rapport sur la première année de surveillance marine du projet d'assainissement et de construction (Dillon Consulting, 2011).

4.1 Qualité des eaux marines

Il manque des renseignements détaillés sur les protocoles utilisés dans cette section. La méthode employée pour l'analyse des HAP n'est pas claire; cependant, on suppose que la chromatographie en phase gazeuse associée à la spectrométrie de masse a été utilisée. Si tel est le cas, le laboratoire doit utiliser des étalons analogues et des étalons internes, en général le carbone 13 ou les HAP préalablement deutérés, et les valeurs de ces composés doivent être consignées dans le cadre des exigences en matière de contrôle de la qualité Enfin, la filtration des échantillons d'eau est fortement recommandée. La possibilité que des solides en suspension hautement contaminés soient recueillis dans des échantillons d'eau non filtrée ne permet pas de surveiller de manière précise la phase de dissolution, ni de surveiller avec précision les matériaux en suspension, qui sont tous deux importants pour l'analyse des risques environnementaux.

4.2 Composition et qualité des sédiments

On ne sait pas précisément dans quelle mesure l'augmentation récente des niveaux d'HAP dans les sédiments du port de Sydney pourrait être déterminée uniquement à partir d'un échantillonnage ponctuel. L'évaluation des concentrations et des flux d'HAP dans les sédiments ne peut être effectuée que par l'intermédiaire de la collecte et d'analyses de carottes de sédiments. Par conséquent, il est fortement recommandé de continuer à utiliser un Slo-Corer dans ce programme. Les valeurs plus élevées pour les HAP mesurées dans des échantillons prélevés par le Slo-Corer par rapport à une benne suggèrent que le Slo-Corer prélève de façon plus efficace. Chose plus importante, les carottes peuvent être analysées pour les HAP et les métaux à des intervalles de 1 cm à partir de la surface du sédiment afin de déterminer les répartitions des concentrations de contaminants selon la profondeur. Les répartitions d'HAP dans les sédiments selon la profondeur fourniront des données essentielles sur l'ampleur générale de l'afflux récent d'HAP dans le port et de l'afflux général. Ces renseignements permettront de faire une modélisation plus précise de la contamination du port de Sydney par des HAP. Si le Slo-Corer est jugé trop exigeant d'un point de vue logistique, alors l'utilisation d'un carottier à gravité simple est recommandée.

4.3 Mollusques bivalves élevés en cage

De meilleures analyses statistiques doivent être effectuées pour recueillir des données sur les moules, tel que cela est décrit dans la section 4.3, à la question 1 ci-dessus. En particulier, des estimations de l'écart doivent être appliquées aux données dans la mesure du possible.

4.4 Tissus de crabes

Nous n'avons pas été en mesure de déterminer s'il y avait des changements au cours de la première année étant donné que les concentrations d'HAP étaient en dessous de la limite de détection pour les tissus de crabes, dans des conditions précédant et suivant l'exploitation. Cependant, si l'utilisation de crabes en tant qu'organismes sentinelles continue, on suggère que la limite de détection pour les HAP soit diminuée, notamment par l'intermédiaire de la collecte d'un plus grand nombre d'organismes.

On propose que le laboratoire intègre un ensemble de tissus de 5 à 10 crabes dans le cadre de son protocole de préparation d'échantillons avec les pattes et les pinces regroupées et les glandes digestives séparées. Cette technique peut fournir une masse de l'échantillon suffisante pour améliorer la méthode relative aux limites de détection et réduirait aussi la variabilité associée à l'échantillonnage de chaque crabe. Cependant, on reconnaît aussi que le laboratoire pourrait ne pas pouvoir manipuler une taille d'échantillon plus grande en raison des problèmes de chargement liés à la méthode analytique.

4.5 Évaluation de la communauté benthique

4.5.1. Évaluation des communautés benthiques infratidales

Afin d'effectuer un examen exhaustif de cette section et afin de détecter les changements des communautés benthiques au fil du temps, on recommande fortement que la moyenne et l'écart-type des cinq échantillons recueillis à chaque station soient présentés. Les résultats des analyses statistiques doivent être présentés. Le nouveau calcul des données permettra de faire des comparaisons plus sensées des paramètres parmi les stations et selon les périodes. La conception expérimentale est solide et n'a pas besoin d'être modifiée.

4.5.2. Évaluation des communautés benthiques intertidales des rivages rocheux

La conception expérimentale déployée à chaque site est considérée comme étant inadaptée à la détection des changements des communautés benthiques intertidales au fil du temps ou parmi les stations. L'utilisation de quadrats répétés par zone intertidale (10 à 20 par zone), où la flore et la faune de l'ensemble du quadrat sont énumérées, est recommandée. La moyenne et l'écart-type pour chaque zone intertidale à chaque site pourraient alors être calculés et comparés. Les analyses statistiques seraient effectuées en utilisant chaque quadrat comme quadrat répété. Ce protocole est couramment utilisé pour les programmes de surveillance, et permet de caractériser la variabilité naturelle du site. Cela permet de dresser des conclusions sensées sur les répercussions des activités d'assainissement. Les conclusions tirées dans le rapport fondées sur un quadrat dans deux zones intertidales à chaque site ne sont pas considérées comme étant solides et peuvent simplement refléter la variabilité naturelle à chaque site. En outre, on suggère d'utiliser des méthodes pour déterminer si les différences détectées entre les sites ou les années sont liées aux activités d'assainissement ou reflètent simplement la variabilité du site. Pour ces raisons, le programme benthique intertidal est jugé inefficace et doit être arrêté, tel que le suggère le tableau 5-4 du rapport.

Bien que les méthodes utilisées pour recueillir des échantillons des communautés benthiques à chaque site soient jugées inadaptées pour quantifier les paramètres d'intérêt, la conception expérimentale générale est bien adaptée pour la détection des changements dans les communautés intertidales. Recueillir des échantillons dans cinq sites qui reflètent l'influence du champ proche et du champ lointain du projet d'assainissement est une bonne approche et ne nécessite aucune modification. On recommande donc de renforcer la surveillance des communautés benthiques intertidales en conservant les cinq sites et en élargissant l'échantillonnage dans chaque site pour y intégrer plusieurs quadrats répétés. Cela permettra d'effectuer des comparaisons biologiquement significatives parmi les sites et les années, de faire des estimations solides des paramètres des communautés benthiques, et de fournir un poids statistique suffisant pour déterminer la présence d'un effet mesurable associé au projet d'assainissement des étangs de goudron.

Résumé

On recommande fortement d'amasser et d'analyser les carottes de sédiments en regard de la présence de contaminants comme complément à ce programme. Le rapport a proposé un certain nombre d'explications pour l'augmentation des concentrations d'HAP dans les sédiments pendant la première année de la phase de construction qui ne peuvent être traitées convenablement que par l'intermédiaire d'analyses de carottes d'échantillonnage. Le carottage nous permettra de procéder à des analyses canoniques des concentrations d'HAP et révélera les détails de l'historique récent de la contamination en HAP du port. Ces détails fourniront de l'information critique sur l'ampleur générale des apports récents d'HAP au port et permettront de modéliser de façon plus exacte et réaliste le transport des HAP.

Les concentrations d'HAP dans l'eau ont pu augmenter à certains emplacements, même si la caractérisation de cet effet est restreinte par les problèmes liés aux limites de détection expérimentale et par la contamination possible des échantillons par des sédiments en suspension. Par conséquent, on recommande que les concentrations d'HAP dans les échantillons d'eau filtrée et non filtrée soient comparées afin de déterminer la présence de sédiments en suspension fortement contaminés. Cela indiquera les niveaux réels d'HAP dissous dans la colonne d'eau et la compartimentation des HAP entre les phases de dissolution et particulaires.

On propose de diminuer la limite de détection pour les HAP dans les tissus de crabes, en recueillant peut-être un plus grand nombre d'organismes.

La conception expérimentale de la composante intertidale de la surveillance de la communauté benthique est jugée défectueuse. Il est peu probable que le programme capte la variabilité naturelle à chaque site, et il devrait donc être arrêté tel que le propose le tableau 5-4.

3. Le projet de dragage et de remblayage du port de Sydney, qui peut être entrepris pour appuyer le projet de terminal à conteneurs de Sydport, est-il susceptible d'influer sur les méthodes et les résultats futurs du Programme de surveillance des effets sur le milieu marin (PSEMM) associés au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney? Faudrait-il continuer d'appliquer telle quelle, modifier ou cesser d'appliquer chaque méthode du PSEMM sur laquelle les travaux de dragage et de remblayage du port de Sydney sont susceptibles d'avoir des effets? S'il fallait y apporter des modifications, lesquelles suggérez-vous?

Le projet de dragage du port de Sydney implique l'excavation d'un canal de 142 ha dans le bras sud vers le port de Sydney pour fournir un accès aux eaux plus profondes du bras sud (Jacques Whitford, 2009). Le dragage serait effectué par un navire autopropulsé équipé de tuyaux d'aspiration avec des pompes centrifuges. Les sédiments sont détachés et retirés du plancher océanique par succion, puis chargés dans le puits à déblai du navire. Le navire est ensuite relié à un pipeline situé à environ 300 au large des côtes à l'une des mises en dépôt contrôlé où les sédiments sont pompés dans la zone de remise en état. Environ 3,5 à 4 millions de mètres cubes de matériaux dragués seront retirés du plancher océanique et deux lots d'eau seront remblayés à l'aide de mises en dépôt contrôlé (structures conçues pour recevoir des sédiments dragués et entreposer les matériaux en toute sécurité. Environ trois mois seront nécessaires pour achever le dragage.

Les niveaux de fond des sédiments en suspension dans le port sont généralement inférieurs à 10 mg/L^{-1}. Un modèle couplé hydrodynamique et tridimensionnel de transport des sédiments (Jacques Whitford, 2009) a été utilisé pour évaluer la dispersion du panache de turbidité pendant et après les opérations de dragage. Dans le canal, le temps de décantation pour un panache généré au cours d'un cycle est estimé à 8 à 10 heures; par conséquent, les répercussions cumulées de plusieurs cycles sont considérées comme étant limitées. Le modèle laisse entendre que le panache demeurerait d'abord au centre du bras sud dans une bande de 1,5 km de large. Au terminal à conteneurs proposé, les résultats indiquent que le panache et la nouvelle décantation de celui-ci seraient d'abord confinés au bras sud (Jacques Whitford, 2009).

Les niveaux de turbidité au-dessus du fond (sédiment en suspension) provenant d'une période de dragage continu de 24 heures devraient durer environ 4 à 5 jours. Le modèle a aussi été utilisé pour obtenir des estimations du degré d'amplitude des pics de turbidité induite par le courant, par les vagues et de turbidité naturelle pendant les orages. Les résultats laissent entendre qu'un orage revenant tous les ans laisserait une plus grande empreinte sur la turbidité que celle générée pendant un dragage dans le bras sud, à l'exception du long de la ligne centrale étroite du canal où la turbidité peut être 10 fois supérieure pendant le dragage. Pour les organismes marins dont l'habitat comprend à la fois les eaux peu profondes et les eaux plus profondes du port, la turbidité découlant des opérations de dragage dans le canal peut être comparable à celle découlant d'une période prolongée d'orages successifs, à l'exception d'une turbidité bien plus faible à proximité de la ligne de côte pendant le dragage.

Environ 80 % des sédiments à draguer sont des sables, tandis que des limons et de l'argile couvrent principalement l'intérieur du port. La répartition de la taille des grains de subsurface à l'entrée du port est identique à celle de la surface. Par conséquent, les paramètres géotechniques suivant le dragage devraient être identiques à ceux qui prévalent actuellement. Les inventaires des contaminants du port de Sydney sont principalement des limons à texture

fine et de l'argile qui couvrent la partie intérieure du bras sud du port de Sydney (Smith *et al.*, 2009) et qui se situent en bas des régimes de sables qui seront excavés au cours des opérations de dragage. On s'attend donc à ce que de faibles concentrations de métaux, de BPC et d'HAP soient présentes dans les matériaux dragués.

La décharge des matériaux au cours du dragage, le transport plus loin vers l'intérieur du port des panaches de turbidité et le dépôt dans les sédiments intérieurs entraîneront probablement une baisse des concentrations des contaminants dans les sédiments de surface du bras sud. Par conséquent, l'effet net de l'opération de dragage sera probablement un assainissement continu ou un « recouvrement » des inventaires de contaminants dans l'intérieur du port, un phénomène qui a déjà lieu par l'intermédiaire des processus naturels. On suppose qu'un dragage minimal sera entrepris dans les régimes de sédiments fins dans le bassin adjacent à l'emplacement prévu du terminal portuaire à conteneurs où des inventaires importants de contaminants se trouvent actuellement.

Dans l'empreinte de dragage, les vitesses de sédimentation sont inférieures à 0,5 cm/a^{-1} (Smith *et al.*, 2009), ce qui indique que la sédimentation ambiante entraînera un faible remblai du canal. En cas de transport minimal de sables charriés sur le fond durant les orages, un faible dragage d'entretien du canal sera nécessaire. Par conséquent, les impacts environnementaux du dragage devraient se limiter à une période d'environ 3 mois pendant l'opération de dragage en elle-même. La réponse des Sciences et l'analyse scientifique suivantes sont organisées conformément aux sous-sections de l'ébauche du rapport sur la première année de surveillance marine du projet d'assainissement et de construction (Dillon Consulting, 2011).

4.1 Qualité des eaux marines

L'échantillonnage d'eau sera touché au cours de la période de dragage de trois mois par l'intermédiaire de meilleures concentrations de particules en suspension générées dans la colonne d'eau. Cependant, l'opération de dragage ne devrait pas entraîner d'améliorations significatives des concentrations de contaminants dans la colonne d'eau, étant donné que les sédiments sableux dragués ont eux-mêmes de faibles concentrations de contaminants. Une fois qu'un nouvel état d'équilibre dans le champ de particules en suspension aura été établi à la suite de la cessation des opérations de dragage, l'échantillonnage d'eau associé à la phase suivant la construction de l'assainissement des étangs de goudron peut et devra se poursuivre.

Il est recommandé que les emplacements d'échantillonnage 2-1, 2-2 et 2-3, actuellement situés sur le site de la nouvelle jetée de conteneurs, soient déplacés. On recommande qu'ils soient déplacés vers le côté est du bras sud, à approximativement la même latitude.

4.2 Composition et qualité des sédiments

L'effet principal de l'opération de dragage dans le canal principal sur le champ de contaminants sédimentaires consistera à enterrer sous une couche de sédiments les inventaires de contaminants ou à les recouvrir par une couche de sédiments associés au transport de couches de turbidité qui a lieu en raison du dragage et des sites de construction de mise en dépôt contrôlé. Ces sédiments déposés supplémentaires se caractériseront probablement par de plus faibles concentrations de contaminants par rapport au régime sédimentaire sous-jacent; donc, l'effet net parmi d'autres sera l'assainissement du régime de sédiments contaminés. Cependant, il est bon de noter que 80 % ou plus des sédiments de l'avant-port sont du sable et ont un diamètre modal d'environ 180 à 200 µm (Stewart *et al.*, 2001). À cette taille, la vitesse de chute, W_s, (≅ 25 mm/s) entraînerait le dépôt de la majorité (> 50 %) des sédiments en environ 30 minutes. En utilisant les vitesses moyennes actuelles pour le port de Sydney, on estime que

la distance horizontale maximale de transport pour des sables d'environ 180 à 200 µm dans environ 18 m d'eau serait d'environ 200 m au cours du processus de dragage. Par conséquent, l'effet net du transport de turbidité par le courant dans l'arrière-port devrait être minime.

La taille des particules des sédiments nouvellement déposés sera probablement supérieure (en fonction de la distance du régime sédimentaire par rapport au site des opérations de dragage) que les sédiments sous-jacents. Par conséquent, la caractérisation du moment du dragage dans les données sur les sédiments en fonction de la seule texture des sédiments devrait être possible à l'avenir. Des anomalies de textures identiques sont évidentes dans les données du 20e siècle sur les sédiments du port de Sydney, et sont associées à un phénomène tel que les orages (Smith *et al.*, 2009).

On s'attend à ce que des quantités assez importantes de sédiments soient retirées de la partie intérieur du bras sud du port, et à ce que la majorité soit retirée de la zone désignée pour le terminal de Sydport. Les sédiments de cette région ont des couches de sédiments contaminés d'une épaisseur de 10 à 20 cm qui se sont déposés entre 1960 et 1990 (Smith *et al.*, 2009). Les sédiments contaminés dragués de cette zone peuvent être dispersés dans différentes parties du bras sud. La plupart des sédiments devraient être confinés à la zone de dragage, mais la petite taille des grains de ce matériau et l'affinité des HAP à se lier à la fraction de grains dont la taille est inférieure à 16 µm laissent entendre que le transport des contaminants pourrait aller plus loin dans le bras sud, ce qui entraînerait une hausse des niveaux de contaminants dans les sédiments de surface et la couche floconneuse facilement transportée. Cependant, cet effet devrait être faible en raison de la dilution d'un volume relativement faible de sédiments contaminés à proximité du futur site du terminal par le grand volume de matériaux dragués.

L'opération de dragage permettra d'établir une nouvelle base de contaminants, probablement plus faible, à laquelle les futurs changements associés à la phase d'assainissement des étangs de goudron après la phase de construction pourront être comparés. À cet égard, les résultats pour l'échantillonnage effectué au cours de la première année suivant le dragage peuvent s'avérer difficile à interpréter si les niveaux de contaminants sont plus faibles ou inchangés, étant donné qu'ils refléteront les effets combinés du dragage et de l'assainissement des étangs de goudron. Toutefois, si les niveaux d'HAP venaient à augmenter dans les sédiments ou la colonne d'eau, et que les concentrations de métaux n'augmentaient pas, alors cet effet pourrait être attribué aux décharges du site d'assainissement des étangs de goudron, étant donné qu'il s'agit de la seule opération qui produira de meilleures charges de contaminants de cette nature. Les sédiments dragués ou remis en suspension dans le port de Sydney, et qui sont contaminés par des HAP (abordés ci-dessus) enregistreront également une hausse proportionnelle dans les métaux réactifs aux particules, tels que le plomb et l'arsenic.

4.3 Mollusques bivalves élevés en cage

La séparation des perturbations dues au dragage par rapport au projet d'assainissement peut être difficile pour les cages situées près de l'empreinte prévue des panaches et de la région de dépôt des particules. Les cages situées plus loin de la zone touchée par le dragage (stations 3-1 et 3-2) pourraient ne pas être touchées. Cependant, cela empêche la comparaison de tissus aux sites proches de l'assainissement et plus loin au cours de la période de dragage. Il convient de noter que le dragage ne devrait pas entraîner de hausse des niveaux de contaminants dans les mollusques bivalves; donc, l'effet du dragage sur ce composant du programme de surveillance devrait être minime. Toutefois, on recommande d'arrêter l'élevage en cage au cours de l'opération de dragage et de le reprendre une fois que les opérations seront achevées.

4.4 Tissus de crabes

Les remarques qui s'appliquent pour les mollusques bivalves élevés en cage s'appliquent aussi à la surveillance des tissus de crabes. Le dragage ne devrait pas provoquer de hausse de la contamination des crabes, bien que les effets physiques puissent bouleverser leurs modèles de répartition. Les études sur les tissus de crabes doivent être reprises une fois que les opérations de dragage seront terminées.

4.5 Évaluation de la communauté benthique

Le projet de dragage et de remblai du port de Sydney devrait avoir des répercussions sur le programme de surveillance de la communauté benthique pour l'assainissement des étangs de goudron de Sydney en raison de la libération de panaches de sédiments.

Des études ont démontré que l'abondance, la biomasse et la diversité des communautés benthiques aux sites de dragage reviennent rapidement à la normale après les perturbations initiales (soit 1 à 4 ans; examiné dans Bolam et Rees, 2003). Les paramètres des communautés benthiques situées en dehors des sites de dragage (soit 100 m ou plus) ne sont pas concernés ou reviennent rapidement à la normale (soit en quelques mois; McCauley *et al.*, 1977; Newell *et al.*, 2004). Les résultats de modélisation indiquent les transects intertidaux 3, 4 et 5 seront légèrement touchés par le panache du dragage. On recommande que ces transects soient entretenus.

Les transects intertidaux 1 et 2, qui sont les plus proches des répercussions possibles de l'assainissement, sont directement concernés par le dépôt de sédiments provenant de la construction du port. Pour ces transects intertidaux, la séparation des perturbations provenant du dragage par rapport à celles provenant de l'assainissement pourrait ne pas être possible s'ils sont effectués au même moment. Cependant, des études documentaires indiquent que les effets du dragage peuvent avoir lieu durant une courte période, et qu'ils peuvent uniquement avoir des répercussions sur les communautés benthiques à court terme. Cela est surtout vrai pour les environnements instables, tels que le port de Sydney, qui est fréquemment sujet à différents types de perturbations. La surveillance des benthos peut révéler des perturbations pouvant être attribuées au dragage, tandis que des données à long terme peuvent refléter les répercussions du projet d'assainissement.

Bien qu'il y ait un possible avantage à continuer la surveillance des transects intertidaux dans le cadre de l'assainissement, surtout si le projet d'assainissement dure plus longtemps que le dragage, il faut reconnaître que, si les changements benthiques sont apparents, une séparation définitive des effets des deux perturbations différentes peut ne pas être possible. Une séparation claire des effets des deux perturbations dépend de la durée du dragage, du nombre de fois où le dragage aura lieu de nouveau, de la durée du projet d'assainissement et de la stabilité des benthos (si la faune s'adapte bien aux perturbations).

Pour les benthos subtidaux, les résultats de modélisation indiquent que les stations 3-1 et 3-2 ne seront pas touchées par le dragage et par le panache de sédiments qui en découle. Ces stations demeurent utiles en tant que stations de référence. Toutefois, les stations restantes dans le bras sud (1-1, 1-2, 1-4, 1-3, 2-1, 2-2, 2-3 et 4-1) peuvent être touchées de manière significative par le dépôt issu du panache de sédiments. Il est recommandé que les stations 2-1, 2-2 et 2-3 soient déplacées en raison de leur proximité avec la nouvelle jetée de conteneurs. Le déplacement de ces stations vers le côté est du bras les exposerait à un moindre dépôt issu du panache de sédiments (d'après les résultats de modélisation). Le degré de répercussions sur les benthos subtidaux à toutes les stations dépend du nombre de facteurs. La séparation des

effets des deux perturbations différentes (dragage et assainissement) peut être possible si celles-ci ont lieu à des moments et à des endroits différents, mais seule une surveillance directe le montrera avec certitude.

Résumé

Le programme de dragage du port de Sydney pour le projet du terminal de Sydport devrait avoir des répercussions importantes sur le programme de surveillance au cours de la période réelle de dragage. Ces répercussions seront d'abord isolées de toute interférence mécanique avec les communautés des fonds et de la génération de panaches de turbidité provenant du transport de particules dans le bras sud. Cependant, étant donné que les sédiments qui doivent être excavés sont principalement des sables, et qu'ils se distinguent par des niveaux faibles de contaminants, on prévoit que le transport de contaminants sera minimal dans l'arrière-port. On s'attend à ce que le principal effet du dragage soit l'enfouissement ou le recouvrement des sédiments de l'arrière-port les plus contaminés avec des matières à plus gros grains moins contaminées. Par conséquent, l'effet du dragage consistera à assainir davantage les sédiments de l'arrière-port. À cet égard, toute augmentation des niveaux de contaminants après le dragage dans la colonne d'eau ou les sédiments sera certainement due à une hausse des décharges issues du projet d'assainissement des étangs de goudron.

Il existe une forte probabilité pour que le projet de dragage ait des répercussions sur la colonne d'eau et les communautés benthiques au site de dragage et aux sites situés à proximité du site de dragage et de construction du terminal comme cela est décrit ci-dessus. Il faut reconnaître que la séparation définitive des effets du dragage dans le cadre de l'assainissement des étangs de goudron au cours de l'opération de dragage en elle-même peut s'avérer difficile. Par conséquent, on recommande l'abandon de l'étude des bivalves élevés en cage et de l'échantillonnage des tissus de crabes pendant le dragage, mais de reprendre ces activités par la suite. On recommande la surveillance continue des communautés benthiques pour établir de nouvelles données de référence environnementales après le dragage. Avec ces données, on pourra évaluer les futurs effets de l'assainissement des étangs de goudron. Les principaux changements qui doivent être apportés afin de s'adapter au régime suivant le dragage sont le déplacement des stations d'échantillonnage 2-1, 2-2 et 2-3 vers le côté est du port, comme cela est indiqué ci-dessus.

Le PSEMM doit continuer malgré la possibilité de perturbations environnementales associées au dragage et à la construction du terminal à conteneurs dans le port de Sydney. Ce programme de surveillance généralement bien conçu a défini une tendance à l'augmentation des afflux de contaminants vers le port de Sydney, ce qui est probablement lié au projet d'assainissement des étangs de goudron. Cette tendance devrait continuer à être surveillée et tout effet biologique connexe doit être défini et entièrement caractérisé. On considère qu'il est peu probable que les activités de dragage ou de construction du terminal à conteneurs produisent des signaux environnementaux qui nuisent à l'interprétation des résultats de surveillance à plus long terme pour le projet d'assainissement des étangs de goudron.

Conclusions

Les niveaux d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments de surface se sont multipliés par des facteurs de 2 à 10 à tous les sites d'échantillonnage et pour tous les HAP particuliers au cours de la première année du PSEMM par rapport à la phase de préconstruction du Projet d'assainissement des étangs de goudron.

Les augmentations observées des niveaux d'HAP dans les sédiments, mais pas dans les niveaux de métaux ou de BPC, indiquent que celles-ci sont liées au transport du site du Projet d'assainissement des étangs de goudron au port par voie maritime ou aérienne. La détection claire et non ambiguë de ces augmentations des HAP dans les sédiments du port démontre la valeur globale et l'utilité du PSEMM.

La récente augmentation des concentrations d'HAP observées dans les sédiments du port de Sydney est importante sur le plan statistique et dépasse les niveaux des recommandations générales pour la qualité de l'environnement. Cependant, les niveaux élevés d'HAP observés au cours de la première année de la phase d'assainissement sont considérablement inférieurs aux niveaux typiques de la présence de sédiments à l'apogée des activités industrielles des années 1960 à 1980. Une fois que les activités d'assainissement des étangs de goudron de Sydney seront terminées, le confinement naturel ou l'atténuation des concentrations de contaminants dans les sédiments reprendra probablement. Dans ces conditions, la présence accrue des HAP mesurée au cours de la phase d'assainissement serait évidente principalement comme concentration maximale locale consignée dans les données sur les sédiments et aurait des répercussions biologiques minimales.

On recommande fortement d'amasser et d'analyser les carottes de sédiments en regard de la présence de contaminants à titre de partie intégrante du PSEMM. Le carottage nous permettra de procéder à des analyses canoniques des concentrations d'HAP et révélera les détails de l'historique récent de la contamination en HAP du port. Ces détails fourniront de l'information critique sur la source et l'ampleur des apports récents d'HAP au port et permettront de modéliser de façon plus exacte et réaliste le transport des HAP.

Les valeurs plus élevées pour les HAP mesurées à plusieurs stations sur des échantillons prélevés par le Slo-Corer par rapport à une benne suggèrent que le Slo-Corer prélève de façon plus efficace les dépôts récents de matières légères de surface. Il faudrait continuer d'utiliser le Slo-Corer dans le cadre du programme de surveillance, car cette technique assure un contrôle essentiel de la qualité et permet de prélever des carottes de sédiments.

Il est possible que la concentration des HAP dans l'eau ait augmenté à certains endroits. Néanmoins, la caractérisation de cet effet est restreinte par des limites de détection expérimentale, le gauchissement potentiel des résultats de la concentration dans l'eau à certains endroits par la présence de sédiments en suspension dont le niveau de contamination est élevé et d'éventuels problèmes de contrôle de la qualité de l'eau.

On recommande de comparer des échantillons d'eau filtrée et non filtrée dans le but de déterminer dans quelle mesure les niveaux d'HAP ont été modifiés par la présence de sédiments en suspension hautement contaminés.

On considère que le protocole d'échantillonnage pour la surveillance des communautés benthiques intertidales ne tient pas adéquatement compte de la variabilité naturelle de chaque site. On recommande d'abandonner cette composante, sous sa forme actuelle. Pour une efficacité maximale, on recommande de modifier le protocole afin d'inclure une reproduction à

chaque site suffisamment appropriée pour caractériser entièrement les modèles de variabilité naturelle.

On recommande de modifier le protocole de préparation des échantillons pour la composante des tissus de crabes afin d'abaisser la limite de détection analytique pour les HAP, en réunissant par exemple les pattes et les pinces de 5 à 10 crabes.

Les projets de dragage et de construction du terminal auront des répercussions importantes sur les communautés benthiques à cause de la production de panaches de turbidité dus au transport des particules dans le bras sud. On recommande la surveillance continue des communautés benthiques pour établir de nouvelles données de référence environnementales après le dragage. Avec ces données, on pourra évaluer les futurs effets de l'assainissement des étangs de goudron.

Étant donné que les sédiments qui doivent être excavés sont principalement de la vase et du sable, et qu'ils se distinguent par des niveaux faibles de contaminants, on prévoit que le transport de contaminants dû au dragage sera minimal dans l'arrière-port. Le principal effet sera d'enfouir les sédiments de surfaces hautement contaminés avec des matières à plus gros grains moins contaminées afin d'assainir davantage les sédiments de l'arrière-port.

On recommande l'abandon de l'étude des bivalves élevés en cage et de l'échantillonnage des tissus de crabes pendant le dragage, mais de reprendre ces activités par la suite.

Afin de pouvoir procéder aux activités de dragage, on propose de déplacer les sites d'échantillonnage 2-1, 2-2 et 2-3 sur le côté est du port.

On considère qu'il est peu probable que les activités de dragage ou de construction du terminal à conteneurs produisent des signaux environnementaux qui nuisent à l'interprétation des résultats de surveillance à plus long terme pour le projet d'assainissement des étangs de goudron.

On recommande la poursuite du PSEMM en dépit de toute perturbation environnementale associée aux projets de dragage et de construction du terminal. Plus particulièrement, il faudrait continuer de surveiller la tendance des niveaux accrus d'HAP dans les sédiments associés à l'assainissement des étangs de goudron et il faudrait caractériser entièrement les effets biologiques connexes.

Collaborateurs

Auteur	*Affiliation*
John Smith	MPO, Région des Maritimes
Melisa Wong	MPO, Région des Maritimes
Tom King	MPO, Région des Maritimes
Brent Law	MPO, Région des Maritimes
Claudio DiBacco	MPO, Région des Maritimes
Bill Ernst	Environnement Canada (examinateur)

Approuvé par

Alain Vézina
Directeur régional, Sciences
MPO, Région des Maritimes
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Tél. : 902-426-3490

Date : 30 novembre 2011

Sources d'information

All-Tech Environmental Services. 2011. Ambient Air Monitoring Program Sydney Tar Ponds and Coke Ovens Clean-up, Annual Summary Report 2010, Sydney (N.-É.)

Bolam, S.G., Rees, H.L. 2003. Minimizing Impacts of Maintenance Dredged Material Disposal in the Coastal Environment: A Habitat Approach. Environ. Manage. 32:171-188.

MPO. 2010. Examen scientifique d'un rapport de surveillance des effets sur l'environnement et de la conformité de l'eau de surface pour le Marine Baseline Monitoring Program dans le port de Sydney (Nouvelle-Écosse). Secr. can de consult. sci. du MPO, Rép. des sci. 2010/006 : 5 p.

Dillon Consulting. 2009 (ébauche de rapport). Environmental Effects Monitoring and Surface Water Compliance Monitoring Program - Pre-Construction/Baseline Report, Sydney Tar Ponds Agency, Sydney (N.-É). 128 p.

Dillon Consulting. 2011 (ébauche de rapport). Environmental Effects Monitoring and Surface Water Compliance Monitoring Year 1 Construction – Marine Monitoring (ébauche de rapport), Sydney Tar Ponds Agency, Sydney (N.-É.) 184 p.

Jacques Whitford. 2009. Environmental Assessment for Sydney Harbour Access Channel Deepening and Sydport Container Terminal. Rédigé par Jacques Whitford pour le compte de la société Laurentian Energy Corporation. N° de projet 1041307, Dartmouth (N.-É.) 231 p.

Jones, D.S., Suter, G.W. II, Hull, R.N. 1997. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-associated Biota: 1997 Revision. Rep.ES/ER/TM-95/R4. Oak Ridge (TN) : United States Department of Energy, Office Environmental Management Under Budget and Reporting Code EW 20. 31 p.

McCauley, J.E., Parr, R.A., Hancock, D.R. 1977. Benthic Infauna and Maintenance Dredging: A Case Study. Water Res. 11:233-242.

Newell, R.C., Seiderer, L.J., Simpson, N.M., Robinson, J.E. 2004. Impacts of Marine Aggregate Dredging on Benthic Macrofauna off the South Coast of the United Kingdom. J. Coast. Res. 20:115-125.

Smith, J.N., Lee, K., Gobeil, C., Macdonald, R. 2009. Natural Rates of Sediment Containment of PAH, PCB and Metal Inventories in Sydney Harbour, Nova Scotia. Sci. Total Environ. 407:4858-4869.

Stewart, A.R.J., Milligan, T.G., Law, B.A., Loring, D.H. 2001. Disaggregated Inorganic Grain Size and Trace Metal Analyses of Surficial Sediments in Sydney Harbour, N.S., 1999. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2384: vi + 59 p.

Stout, S.A., Emsbo-Mattingly, S.D. 2008. Concentration and Character of PAHs and Other Hydrocarbons in Coals of Varying Rank – Implications for Environmental Studies of Soils and Sediments Containing Particulate Coal. Org. Geochem. 39(7):801-819.

Ce rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques,
Région des Maritimes
Pêches et Océans Canada
C. P. 1006, succ. B203
Dartmouth (Nouvelle-Écosse)
Canada B2Y 4A2

N° de téléphone : 902-426-7070
N° de téléc. : 902-426-5435
Adresse de courriel : XMARMRAP@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas

ISSN 1919-3793 (imprimé)
ISSN 1919-3815 (en ligne)
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2012

An English version is available upon request at the above address.

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2012. Examen des résultats de la première année du Programme de surveillance des effets sur le milieu marin associés au Projet d'assainissement des étangs de goudron de Sydney. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2011/013.